

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2023.0385

郑贤武, 陈华丽, 陈扣平, 等. 2024. 基于土壤侵蚀模型的汞矿区污染风险评估及影响因子研究[J]. 环境科学学报, 44(4): 306-315

ZHENG Xianwu, CHEN Huali, CHEN Kouping, et al. 2024. Study on pollution risk assessment and impact factors of mercury mining areas based on soil erosion model[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 44(4): 306-315

# 基于土壤侵蚀模型的汞矿区污染风险评估及影响因子研究

郑贤武<sup>1</sup>, 陈华丽<sup>1,\*</sup>, 陈扣平<sup>2,\*</sup>, 李平<sup>3</sup>, 王挺<sup>1</sup>, 吴吉春<sup>2</sup>

1. 浙江工商大学, 环境科学与工程学院, 杭州 310012

2. 南京大学, 地球科学与工程学院, 南京 210032

3. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081

**摘要:** 为了研究汞矿区的非点源污染(NSP)问题, 本研究基于土壤侵蚀模型(RUSLE)和地理信息系统(GIS)提出了一种新型的汞矿区NSP风险评估模型(MPRAM), 并应用于贵州铜仁翁曼河流域的汞矿区. 土壤的检测结果表明, 研究区的土壤汞含量为0.13~2365.79 mg·kg<sup>-1</sup>, 高于0.07 mg·kg<sup>-1</sup>的区域背景值, 超过50%的区域汞含量高于33 mg·kg<sup>-1</sup>, 高于建筑用地的管制标准; 土壤可侵蚀性平均值为0.042 t·h·MJ<sup>-1</sup>·mm<sup>-1</sup>, 表明研究区的土壤具有较强的侵蚀风险, 容易发生侵蚀现象. MPRAM的结果表明, NSP污染的低风险地区的占比最高(50.24%), 低风险区主要集中在下游地区; 中度及以上风险区域主要集中在中上游地区, 靠近尾矿库及汞矿废弃厂地, 面临的汞污染风险更大; 流域内大部分人类活动位于中高风险区域, 而在人类活动中, 水稻种植是主要的日常活动, 一定程度影响了NSP污染的发展. 模型的评价结果可为决策者对流域内的人类活动和尾矿问题决策提供基础数据, 并为汞矿区的非点源污染治理提供支撑.

**关键词:** 非点源污染; 汞矿区; 风险评估; 土壤侵蚀

文章编号: 0253-2468(2024)04-0306-10

中图分类号: O647, X53, X820.4

文献标识码: A

## Study on pollution risk assessment and impact factors of mercury mining areas based on soil erosion model

ZHENG Xianwu<sup>1</sup>, CHEN Huali<sup>1,\*</sup>, CHEN Kouping<sup>2,\*</sup>, LI Ping<sup>3</sup>, WANG Ting<sup>1</sup>, WU Jichun<sup>2</sup>

1. College of Environmental Science and Engineering, Zhejiang Gongshang University, Hangzhou 310012

2. School of Earth Sciences and Engineering, Nanjing University, Nanjing 210032

3. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081

**Abstract:** To study the non-point source pollution (NSP) problem in mercury mining, this study proposes a new mercury mining area NSP risk assessment model (MPRAM) based on the soil erosion model (RUSLE) and geographic information system (GIS). The model was applied in the Wengman River Basin of Tongren, Guizhou, which as the case study area. The soil detection results showed that the soil mercury concentration range was 0.13~2365.79 mg·kg<sup>-1</sup>, which was higher than the background value of 0.07 mg·kg<sup>-1</sup>. More than 50% of concentrations were higher than 33 mg·kg<sup>-1</sup> which exceeded the regulatory standards for construction land. The average value of soil erodibility was 0.042 t·h·MJ<sup>-1</sup>·mm<sup>-1</sup>, indicating that the soil in the study area had a strong erosion risk. The results of MPRAM indicated that the proportion of low-risk areas contaminated by NSP was the highest (50.24%), and the low-risk areas are concentrated in downstream areas. Moderate and above risk areas were mainly concentrated in the middle and upper reaches, close to tailing ponds and abandoned mercury mining sites, facing greater risks of mercury pollution. Most human activities within the watershed were located in medium to high risk areas, and rice cultivation was the main daily activity among human activities, which affected the development of NSP pollution. The evaluation results of the model provide basic data for decision-makers to make decisions on human activities and tailing issues within the watershed, and provide support for NSP control in mercury mining areas.

**Keywords:** non-point source pollution; mercury mining area; risk assessment; soil erosion

收稿日期: 2023-09-16

修回日期: 2023-11-24

录用日期: 2023-11-27

基金项目: 国家重点研发计划(No.2020YFC1807601); 国家自然科学基金(No.42077178)

作者简介: 郑贤武(1998—), 男, E-mail: 1472165760@qq.com; \* 责任作者, E-mail: hualichen@mail.zjgsu.edu.cn; kpchen@nju.edu.cn

## 1 引言(Introduction)

矿区的重金属污染与治理是近年来的研究热点(王文轲等,2015).矿区长期的采选冶活动,导致重金属在土壤环境中的累积和迁移,进而造成环境污染.汞是一种特殊的重金属,其复杂的迁移特征和污染范围大的特点,使得汞矿区的污染治理更加困难(Wang *et al.*, 2022).在汞矿开采过程中就曾发生过多起污染事件(程鹏亮等,2020).作为中国最大的汞矿区,贵州汞矿几十年的开发利用对当地环境造成了严重的污染,其中以铜仁万山的污染问题最值得关注(姜振东等,2020).万山汞矿所遗留的环境问题仍在威胁着当地居民的生活和发展.汞矿区的环境污染与风险评估研究对于矿区环境的修复和当地的健康管控具有重要意义(刘莉,2022).

汞矿区的采选冶过程,以及产生的矿渣,在环境各要素的复杂作用下,会持续向环境释放污染物从而造成非点源的污染风险(段红英,2020).传统的重金属非点源污染风险的研究内容主要包括风险指数评价和人体健康风险评估,在研究过程中往往需要进行长期的调查研究及承担繁重的工作量,并且研究结果的呈现主要为污染物的溯源,或研究兼顾溯源及人体风险的评价方法(Feier *et al.*, 2022),对于汞矿区整体的流域污染物分布及风险评价还鲜有涉及.土壤侵蚀模型(RUSLE)自20世纪提出以来,一直被用于预测和研究土壤侵蚀问题.该模型很好地实现了流域水土流失、荒漠化等问题的评估,为管理决策提供了支持(Alewel *et al.*, 2019).但其中涉及的数据获取由于地形复杂等原因难以实现,而基于地理信息系统(GIS)的评估模型能有效解决这一问题(陈怡先等,2018).GIS凭借其强大的空间数据管理和制图能力,在农业面源污染研究中被广泛应用(叶延琼等,2013;宋大平等,2018;邱青彬等,2023),但极少应用于汞矿区.戴智慧等(2012)对贵州省铜仁地区汞通量的研究发现,土壤是该地区汞迁移的主体,迁移过程中主要以降水侵蚀和农业活动的富集为主,通过研究土壤汞的侵蚀迁移途径能有效了解矿区的污染情况,该过程涉及的因素包括降水、地形、植被及人类活动等,但还没有建立完整的汞矿区污染评价方法.因此,基于汞矿区的污染特征和污染迁移影响因素,以及汞矿区环境修复的迫切性,发展和完善汞矿区的污染风险评估模型显得非常必要.

基于此,本研究综合降水、地形、人类活动、植被覆盖、土壤可侵蚀性、土壤污染物等6个影响因素,以贵州省铜仁市万山矿区内的翁曼河流域作为研究对象,结合土壤侵蚀模型和地理信息系统,提出一种汞矿区面源污染风险评价的新模型(MPRAM).对翁曼河流域土壤汞的空间分布特征进行分析,同时,研究流域人类活动对汞污染风险的影响情况.最后根据模型计算结果,评价翁曼河流域的汞污染风险,以期为进一步的环境治理与保护提供科学依据.

## 2 材料与方法(Materials and methods)

### 2.1 研究区概况

铜仁的汞矿是中国最大的汞矿,自1956年勘探以来,铜仁汞矿的产量约占全国产量的70%.汞矿早期的开采活动使流域环境中汞浓度较高,导致当地居民存在汞暴露风险(Li *et al.*, 2009).目前,铜仁汞矿遗留的环境问题亟待解决.本研究选取铜仁翁曼河流域为研究区(图1),流域面积约为41 km<sup>2</sup>,平均海拔约为600 m,最高海拔为1071 m,最低海拔为250 m.翁曼河流域属亚热带季风气候,年平均气温约为15 °C,降水量为1200~1400 mm,75%的降水量集中在4—10月.土壤类型主要为黄土、红壤、石灰土和水稻土,研究区内稻田分布广泛.8月,由于降雨量充足,河流流量大,污染物迁移变化显著,采样具有代表性.

### 2.2 样品采集与测定

在翁曼河主河道进行布点,综合考虑了当地的道路、地形等因素,在河流周边地区共布设了29个土壤点位和16个水样点位(图1).土壤样品的采集:每个点位周边10 m<sup>2</sup>内,选取2~3个土壤剖面,剖面深度为0~20 cm,采集制成混合样品,样品质量为1 kg,于塑封袋内密封保存.河流水样的采集:在水样点位处,选择流速平缓区域采集,采集过程中,使用0.04 μm的滤膜进行过滤,过滤后的水样放入离心管中,并滴加过量(1~2滴)的浓盐酸,于4 °C的冰箱内保存.所有样品采集于2022年8月,土壤样品检测指标包括粒径、有机碳、总汞,水样指标包括总汞.

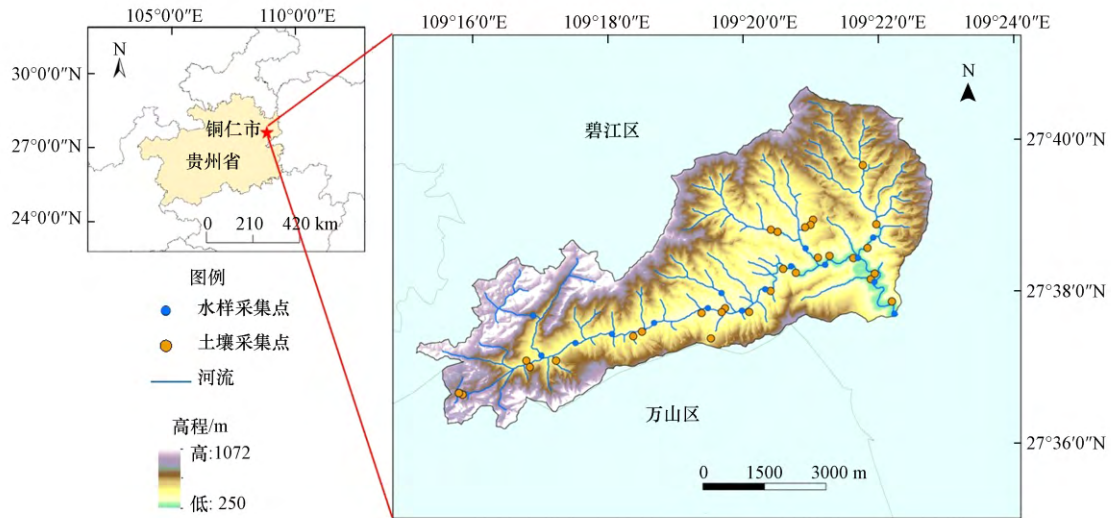


图1 研究区地理位置与采样点分布图

Fig. 1 The location map of the study area and sampling points

原始土壤样品经过风干、研磨、过筛处理之后,制成用于检测的土壤样品.土壤粒径通过激光粒度分析仪测定(Mastersizer 2000型).采用燃烧氧化法测定土壤有机碳含量.土壤和水样的汞含量测定参照 GB/T 17136《土壤质量总汞的测定-冷原子吸收分光光度法》和 HJ 597-2011《水质总汞的测定-冷原子吸收分光光度法》,土壤汞使用冷蒸气原子吸收光谱仪(CVAAS, F732-S型,中国)测定,水样汞由冷蒸气原子荧光分光光度计(CVAFS, Tekran 2500型,加拿大)测定.分析过程中,采用试剂空白、3个平行样及标准样品进行质量控制,实验用水为超纯水,试剂为优级纯以上.

### 2.3 数据准备及处理

研究数据包括辅助数据和现场数据,其中,辅助数据主要包括年均降水数据(<http://www.geodata.cn/>)(2001—2020年)、数字高程模型(DEM)(铜仁市农业农村局,空间分辨率为10 m)和归一化差异植被指数(<https://www.gscloud.cn/home>)(2014—2022年),以及研究区的土地利用矢量图(铜仁市农业农村局);现场数据主要包括实验检测获得的土壤粒径(砂粒、粉粒、黏粒)、土壤有机碳、土壤汞含量等点位信息,通过GIS中的空间插值工具,使用反距离加权插值法(IDW)获得相对应的空间分布矢量图(图2).

### 2.4 模型评价方法

基于RUSLE模型(Fu *et al.*, 2011)中考虑的土壤侵蚀过程和影响因素,本文建立了一种新的汞矿区NSP风险评估方法MPRAM,具体见式(1).

$$\text{MPRAM} = \sum_{i=1}^n F_i \times W_i \quad (1)$$

式中, $n$ 为影响因子的数量; $F_i$ 为影响因子的风险指数,包括降水、地形、人类活动、植被覆盖、土壤可侵蚀性、土壤污染物6个影响因子; $W_i$ 为每个影响因子的权重,主要通过独立性权重法计算得到(毕尧山等,2019).

为了消除每个影响因子单位不一致产生的偏差,对每个因子层的数值进行归一化的无量纲操作(Moghaddasi *et al.*, 2018),公式见式(2).

$$r_{ij} = \frac{\max\{x_{ij}\} - x_{ij}}{\max\{x_{ij}\} - \min\{x_{ij}\}} \text{ or } \frac{x_{ij} - \min\{x_{ij}\}}{\max\{x_{ij}\} - \min\{x_{ij}\}} \quad (2)$$

式中, $r_{ij}$ 为每个影响因子的归一化结果; $x_{ij}$ 为每个影响因子的数值范围; $\min\{x_{ij}\}$ 和 $\max\{x_{ij}\}$ 分别为每个影响因子的最小值和最大值.

独立性权重法是一种确定客观权重的方法,通过计算复相关系数得到权重.复相关系数越大,该因子与其他影响因子之间的共线性关系越强,表示该因子的重复信息越多,权重占比越低.以负相关系数的倒数作为系数,计算得到每个因子的权重,权重的计算过程分别见式(3)和(4).

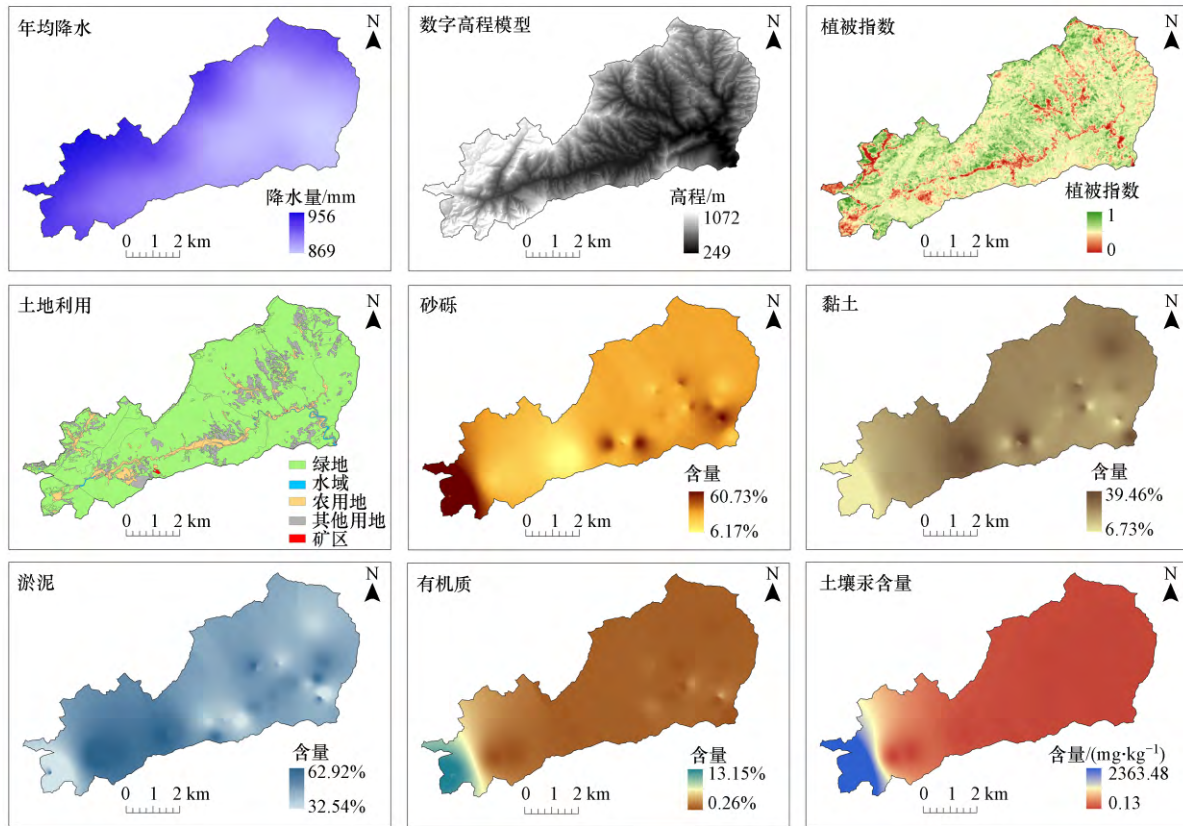


图2 研究区辅助数据和现场数据

Fig.2 Auxiliary data and field data of the study area

$$R_j = \frac{\sum (X - \bar{X})(\hat{X} - \bar{\hat{X}})}{\sqrt{\sum (X_j - \bar{X})^2 \sum (\hat{X} - \bar{\hat{X}})^2}} \tag{3}$$

$$w_j = \frac{1/R_j}{\sum_{j=1}^n 1/R_j} \tag{4}$$

式中,  $R_j$ 为某项因子的权重结果;  $\hat{X}$ 为  $X$ 中除去  $X_j$ 的剩余矩阵,  $\bar{X} = \text{mean}(X)$ .

### 2.5 风险影响因素

**2.5.1 降水因子( $R$ )** 降水因子的影响主要体现在侵蚀过程的推动上,降水量越大,土壤颗粒的迁移越明显(Phinzi *et al.*, 2019).降水因子的计算参考《中国生产建设项目土壤流失计算指南》,具体见式(5).

$$R = 0.067P_d^{1.627} \tag{5}$$

式中,  $R$ 为降水因子( $\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{a}^{-1}$ );  $P_d$ 为年平均降水量( $\text{mm}$ ).

**2.5.2 地形因子( $T$ )** 地形因子( $T$ )包括坡度因子( $S$ )和坡长因子( $L$ ),地形因子主要控制地表径流的运移能力,地形起伏的变化会影响到土壤颗粒的迁移能力(范晓娟等, 2018),坡长因子和坡度因子通过式(6)和式(7)计算得到.

$$\begin{cases} L = \left( \frac{\lambda}{22.13} \right)^m \\ m = \frac{\beta}{\beta + 1} \\ \beta = \frac{\sin \theta / 0.0896}{3.0 \times \sin^{0.8} \theta + 0.56} \end{cases} \tag{6}$$

$$S = \begin{cases} 10.8 \times \sin\theta + 0.03, \theta < 9\% \\ 16.8 \times \sin\theta - 0.50, 9\% \leq \theta \leq 18\% \\ 21.91 \times \sin\theta - 0.96, \theta > 18\% \end{cases} \quad (7)$$

式中,  $\theta$  为地形单元的坡度;  $m$  为边坡长度系数;  $\beta$  为细沟侵蚀与细沟侵蚀的比值;  $\lambda$  为水平投影方向上的斜坡长度.

**2.5.3 植被覆盖因子(C)** 植被覆盖率与土壤侵蚀因子呈负相关, 它可以控制土壤沉积物的输出及其携带的污染物(郭志平等, 2022). 植被覆盖因子通过式(8)计算得出.

$$C = \exp\left[-\frac{2 \times \text{NDVI}}{1 - \text{NDVI}}\right] \quad (8)$$

式中, NDVI 为归一化差异植被指数.

**2.5.4 土壤可侵蚀因子(K)** 土壤的组成特征决定了土壤在侵蚀过程中的迁移能力, 沙砾、粉粒、黏粒和有机碳是土壤的主要成分. 土壤可侵蚀性数值根据研究区域收集的土壤成分信息计算得出, 具体见式(9) (Sharpley *et al.*, 1990).

$$K = \{0.2 + 0.3 \times \exp[-0.0256 \times \text{SAN} \times (1 - \text{SIL}/100)]\} \times \left(\frac{\text{SIL}}{\text{CLA} + \text{SIL}}\right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25 \times \text{OC}}{\text{OC} + \exp(3.72 - 2.95 \times \text{OC})}\right] \times \left\{1 - \frac{0.7 \times (1 - \text{SAN}/100)}{(1 - \text{SAN}/100) + \exp[-5.51 + 22.9 \times (1 - \text{SAN}/100)]}\right\} \quad (9)$$

式中, SAN 为土壤中砂粒的比例; SIL 为土壤中粉粒的比例; CLA 土壤中黏粒的比例; OC 为土壤中有机碳含量.

**2.5.5 人类活动因子(HA)** 不同的下垫面类型对土壤汞的迁移和富集起到不同的作用, 而人类活动是引起下垫面变化的主要因素. 本研究通过对不同的下垫面进行赋值, 衡量其人类活动的强度, 而基于下垫面赋值是一种常见的研究方法. 参考 Kumar 等(2013)的研究, 对不同下垫面进行赋值, 具体见表 1.

**2.5.6 土壤污染物因子(P)** 土壤污染因子主要考虑了土壤中的汞含量, 土壤中的汞主要以颗粒态的形式存在, 是侵蚀过程中主要的迁移部分(李琳丽等, 2022). 土壤汞的空间分布矢量图主要通过土壤采样点位的含量信息进行反距离权重法(IDW)插值得到, 插值得到的空间分布能够反映研究区的土壤污染情况, 帮助判断不同区域的污染风险的大小.

表 1 人类活动因子赋值表  
Table 1 HA factor assignment table

用地类型	项目内容	面积占比	赋值
绿地	灌木林地、草地、林地	84.51%	0.2
水域	河流、水库、池塘	0.45%	0.4
建设用地和农业用地	村庄、风景名胜区和特殊用地、果园、城镇、道路、农业设施用地、稻田	5.49%	0.6
其他用地	旱地	9.47%	0.8
采矿区域	汞矿冶炼旧址	0.08%	1.0

### 3 结果和讨论(Results and discussion)

#### 3.1 土壤汞含量分布特征

表 2 显示了研究区土壤总汞含量的分区统计数据, 可以发现, 流域内上游土壤汞含量大于下游. 为了探究土壤汞含量对人类环境的影响, 对照《土壤环境质量农用地土壤污染风险控制标准》(GB15618-2018)中农用地对土壤汞含量的最大管制值和《建设用地土壤环境质量风险控制标准》(GB36600—2018)中第一类用地(居住用地, 中小学用地和医疗卫生用地等)的筛选值和管制值作为分段标准, 将流域划分 6 个含量区间.

结果显示,12.29%的区域土壤汞含量低于农用地标准的管制值( $6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),这表明流域内适合于农业活动的区域很少,主要集中在下游.对比建筑用地的筛选值( $8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )和管制值( $33 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )发现,接近50%的区域汞含量在管制值以下,这表明域内一半的日常活动(非农业活动)受到土壤汞污染的影响可以忽略.大于管制值的中上游地区,靠近工矿开发遗留区域和尾矿区域,土壤汞污染情况更加严重,这表明中上游地区不适宜居民居住及生产活动.上游地区的污染情况扩大了流域内汞污染扩散的潜在可能,上游污染土壤的管控对于整个矿区流域的环境生态风险管控非常重要.

### 3.2 土壤可侵蚀性

土壤特征参数的结果见表3,结果显示,在土壤的粒径参数中,粉粒的含量远高于其他参数,平均值为54.85%;有机碳在各点位的平均含量为2.21%,砂粒和黏粒的含量在20%以上.从变异系数来看,土壤特征参数中,粉粒的占比最为稳定,而有机碳的变异系数最大(124%),这可能由于流域内农田分布的空间差异性所致,部分土壤位于农田附近,使得土壤的有机碳含量变化较大.基于当前的土壤粒径参数,根据式(9)计算得到研究区的土壤可侵蚀性( $K$ )的平均值为 $0.042 \text{ t}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ,该结果与戴智慧的研究相似(Dai *et al.*, 2013).包括本研究区的大流域范围已被戴智慧的研究证实该流域土壤具有较强的侵蚀特征,表层土壤侵蚀风险的增加会加速土壤污染物的迁移,扩大研究区的汞污染迁移情况,因此,流域内的土壤保护不容忽视.图3显示的是土壤可侵蚀性的空间分布结果,可见土壤可侵蚀性在研究区有着明显的空间差异性,土壤可侵蚀性沿着翁曼河呈现“低-高-低-高”的交替分布.土壤可侵蚀性的最大值主要分布在上游地区,这意味上游地区土壤保护的需求更高,面临的侵蚀风险也更大.而在下游出口处的土壤可侵蚀性高于周边地区,作为流域的出口,该区域的土壤保护也不容忽视.

表2 研究区土壤总汞含量分区

Table 2 Soil total mercury concentration zoning of the study area

总汞含量/ ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	面积/ $\text{km}^2$	百分比	分布特征	适合用途
0~6	5.60	12.29%	下游地区	农业种植
6~8	2.02	4.45%	下游地区	居民生活
8~33	14.53	31.91%	中下游地区	居民生活
33~50	3.35	7.35%	中游地区	林业
50~200	11.76	25.82%	中上游地区	污染治理
>200	8.27	18.18%	上游地区	污染治理

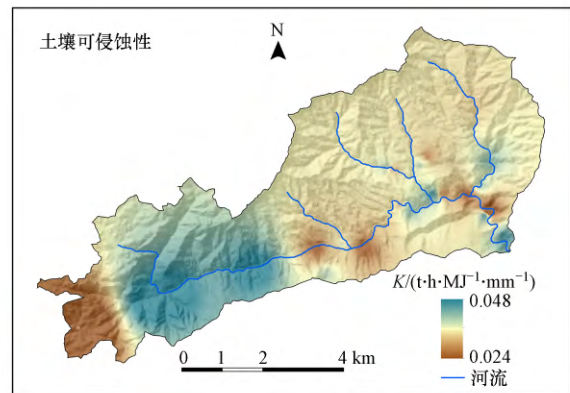


图3 翁曼河流域土壤可侵蚀性的空间分布

Fig.3 The spatial distribution of soil erodibility in Wengman River basin

表3 土壤机械组成、有机碳和总汞含量

Table 3 Soil mechanical composition, organic carbon, and total mercury concentrations

数据类型	总汞含量		土壤机械组成			有机碳含量
	土壤/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	水样/ $(\text{ng}\cdot\text{L}^{-1})$	砂粒	粉粒	黏粒	
平均数	119.26	29.67	20.60%	54.85%	24.54%	2.21%
中值	0.72	12.89	18.92%	57.12%	24.38%	1.39%
最小值	0.13	2.14	6.17%	32.46%	6.71%	0.26%
最大值	2365.79	240.01	60.83%	62.92%	39.47%	13.16%
标准差	462.04	59.24	10.20%	6.56%	6.34%	2.74%
变异系数	387%	200%	50%	12%	26%	124%

### 3.3 汞污染风险评价

本研究提出了一个基于土壤侵蚀模型和独立权重法的汞非点源污染风险评估体系(MPRAM),评价结果如图4所示.参考Chen等(2015)早期的研究,使用分位数法在GIS平台对评价结果进行了等级分类,评价等级分为5个层次(表4).等级划分的结果显示,低风险区域占比为50.24%,集中在中下游地区,对于下游地区

的大部分人类生活,汞的污染风险影响较小.中等及以上风险区域占比为49.76%,大部分上游地区的风险均在中等以上,这可能与靠近上游矿区和矿区开发遗留的污染分布较广有关,该区域内的人类生活及生产活动将受到土壤汞的污染风险.围绕河流的分布,河流周边的风险指数高于周边地区,而人类活动主要围绕河流地区分布,尤其是上游地区,在河流附近的人类活动受到汞的面源污染风险的可能性会进一步提高.风险评价的结果表明,上游地区的矿区治理问题还需要进一步解决,上游地区不适合开展生产相关的活动.基于当前的评价结果,决策者应当及时采取并实施风险管控的措施,避免该地区的环境问题持续影响人类的正常生活,尤其是上游地区的居民搬迁和尾矿裸露问题的治理已十分紧迫.同时,为了更好地进行汞污染风险管控,决策者应当建立系统的监测体系,定期收集流域内土壤汞含量的分布情况,及时预防相关的污染问题的出现.

表4 研究区汞污染风险评估等级分区

Table 4 Risk assessment level zoning of mercury pollution in study area

风险等级	风险值范围	面积/km <sup>2</sup>	占比
低	0.15~0.25	18.22	50.24%
中	0.25~0.30	13.66	22.68%
高	0.30~0.35	9.86	17.28%
严重	0.35~0.45	2.57	8.58%
非常严重	0.45~0.62	0.18	1.22%

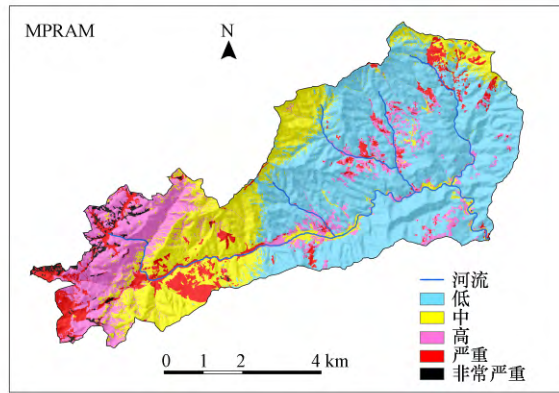


图4 翁曼河流域汞污染风险评估结果

Fig.4 Risk assessment results of mercury pollution in Wengman River basin

### 3.4 河流总汞浓度与风险累计对比分析

为了研究评价模型的结果,将翁曼河采样点的总汞浓度与对应点所在子流域的风险结果进行了分析.河流的水样点位和子流域的分布结果如图5所示,子流域的划分通过GIS的水文工具实现,其中,W13和W14点位在划分过程中位于同一个子流域,回归分析中将两点合并处理.水样主要集中在翁曼河流域主流(图1).其中,W04的累积风险值低于周围地区(W03、W05),W08也出现了同样的情况,这可能是由于使用

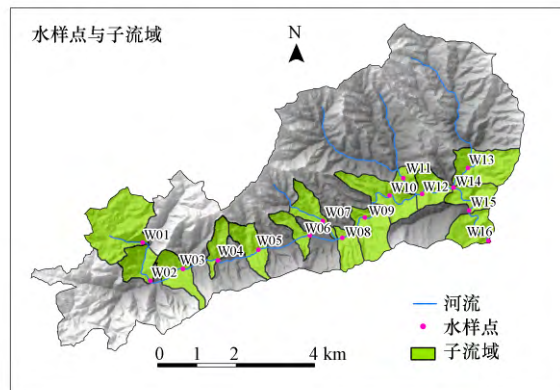


图5 水样点及其对应的小流域分布

Fig.5 Distribution of water sample points and corresponding sub-basins

GIS水文工具进行流域划分过程中区域统计的偏差造成的.W01位于翁曼河流域源头的尾矿库附近,受到土壤汞含量的影响,对应的风险值和水样汞浓度远高于其他点位.特别的是,流域出口点的累积风险呈上升趋势,累积风险的升高可能与下游地区较为频繁的人类活动有关.对比水样总汞浓度和子流域累计风险值呈现较为一致的变化趋势,一定程度上表明该评价模型的结果在研究区的应用较为可靠.然而当前的验证模式无法完整考虑翁曼河河流对污染物运移及风险扩散的影响,只能通过定性的分析来验证评价结果,这是当前研究存在的不足.在完善河流运移因素的概化及相关数据的收集基础上,能使评价结果的准确性得到提高.

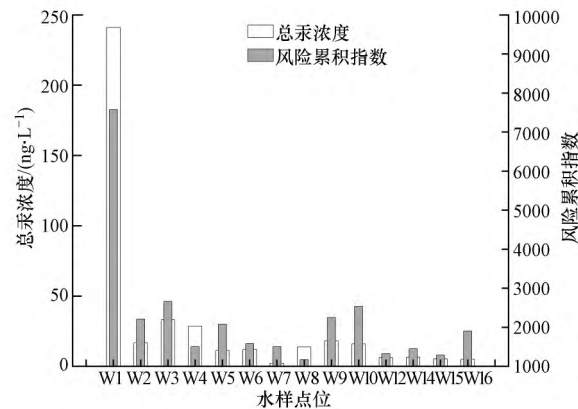


图6 水样汞浓度与风险累计值的变化结果

Fig.6 Changes in mercury concentration and cumulative risk values in water samples

### 3.5 影响因子分析

各个影响因子对于模型的权重贡献结果见表5,权重的结果显示,MPRAM模型中各因子的贡献排序为植被覆盖因子( $C$ )>土壤污染物因子( $P$ )>人类活动因子( $HA$ )>土壤可侵蚀因子( $K$ )>地形因子( $T$ )>降水因子( $R$ ).其中,土壤可侵蚀性和污染物的结果和讨论见3.1节和3.2节.植被覆盖因子在权重计算结果中所占比例最高(22%).研究区的植被覆盖率达到85%,绝大部分地区位于植被的保护之下,植被覆盖区域土壤汞的迁移能力小于裸露地区(Eckley *et al.*, 2021),这表明研究区的植被覆盖削减了汞的面源污染风险,同时植被对土壤保持,有机质增加起到了不可忽视的作用(Su, 2000).人类活动是模型中最活跃的影响因子,图7结果显示,人类活动在流域内分布广泛,在上游高风险区域也有明显的活动痕迹.而在人类活动的分类中,水稻种植占据了主要的部分,水稻种植过程的灌溉和作物本身的富集作用扩大了汞在环境中的风险,这与Dai等(2013)的研究结论相似.人类活动主要改变了下垫面的性质,农业生产、道路建设、城镇建设、矿产开发等行为改变了土地利用,同时改变了汞在环境中的迁移行为(Wang *et al.*, 2020).当前的人类活动的分布显然加速了汞的面源污染发生,尤其是上游地区频繁的活动,这一点值得决策者关注.根据研究区的高程数据,研究区上游地形起伏较大,而下游和河谷地区相对平坦.在平原地区,沉积物的堆积可能会产生潜在的NSP风险,而上游地区的河流流速提高,也会加速汞的迁移,早期的研究也证实了地形对污染物迁移的影响(Wu *et al.*, 2016).研究区的年降水量丰富,意味着地表径流和大气沉降的运输过程明显.降水作为主要的迁移推动力(Senanayake *et al.*, 2022),在研究区呈现由西北向东南递减的空间分布,上游地区的汞矿区污染物的迁移效应明显,加速了NSP的发生.

表5 各因子权重占比

Table 5 Proportion of each factor's weight

影响因子	复相关系数	权重
$R$	0.39	0.12
$K$	0.31	0.15
$T$	0.33	0.14
$C$	0.21	0.22
$HA$	0.26	0.18
$P$	0.25	0.19
总和	/	1



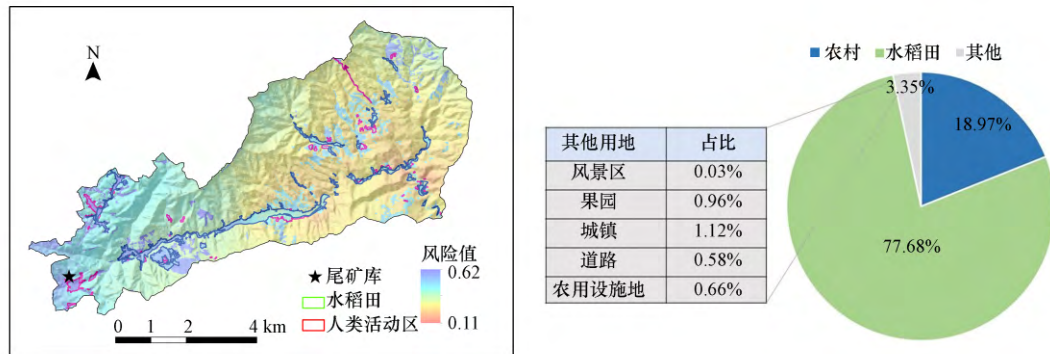


图7 人类活动及水稻田的分布情况(a)及人类活动用地区划(b)

Fig.7 The distribution of residential area and paddy field(a) and division of human activity lands(b)

#### 4 结论(Conclusions)

1)对研究区土壤的调查显示,土壤中的总汞含量为 $0.13\sim 2365.79\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,从上游到下游呈下降趋势.与国家标准比较表明,超过1/2的地区不适合人类活动.流域土壤可侵蚀性为 $0.042\text{ t}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ,与早期的研究相似,说明流域内的土壤容易发生侵蚀现象,土壤的侵蚀问题需要及时防控.

2)模型的因子贡献排序为 $C>P>HA>K>T>R$ .分析发现人类活动(HA)的分布尤其是水稻种植加剧了汞的非点源污染发生,尤其是上游地区频繁的水稻种植活动,将导致该地区居民面临更大的汞污染风险.

3)模型的评价结果显示,汞的非点源污染风险从上游到下游呈下降趋势,汞非点源污染高风险区占比近50%.当前结果表明,翁曼河流域的汞污染风险的治理和管控需要及时进行,决策者应当注意上游地区频繁存在的水稻种植现状及尾矿区治理不完善的问题.

4)流域内累积风险与水样中汞浓度之间的关系表明,MPRAM模型的评估结果在河流污染物的变化上具有较好的一致性,通过模型的验证能够保证模型为决策者提供意见的可靠性,基于模型验证的结果,决策者可以不断更新模型数据,检验当前流域的治理效果.

#### 参考文献(References):

- Alewell C, Borrelli P, Meusburger K, *et al.* 2019. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling[J]. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3):203-225
- 毕尧山, 吴基文, 翟晓荣, 等. 2020. 基于AHP与独立性权系数综合确权的煤矿含水层富水性评价[J]. *水文*, 40(4):40-45
- 程鹏亮, 胡平, 张鹏, 等. 2020. 贵州铜仁汞污染治理成因分析与防治策略探讨[J]. *科学技术创新*, (19):44-45
- 陈方义, 杨昱, 廉新颖, 等. 2014. 过硫酸盐缓释材料释放性能的影响因素研究[J]. *中国环境科学*, 34(5):1187-1193
- Chen H, Ito Y, Sawamukai M, *et al.* 2015. Flood hazard assessment in the Kujukuri Plain of Chiba Prefecture, Japan, based on GIS and multicriteria decision analysis[J]. *Natural Hazards*, 78:105-120
- 陈怡先, 姜小三, 王勇, 等. 2018. 基于GIS矿区土壤重金属生态环境及人体健康评价[J]. *环境科学学报*, 38(4):1642-1652
- 戴智慧. 2012. 贵州万山汞矿区典型流域汞的质量平衡[D]. 北京:中国科学院研究生院
- Dai Z, Feng X, Zhang C, *et al.* 2013. Assessment of mercury erosion by surface water in Wanshan mercury mining area[J]. *Environmental Research*, 125: 2-11
- David O C, Hou D Y, Yong S O, *et al.* 2018. Sustainable in situ remediation of recalcitrant organic pollutants in groundwater with controlled release materials: A review[J]. *Journal of Controlled Release*, 283:200-213
- 段红英. 2020. 贵州万山汞污染源的表征及现状评价[J]. *世界有色金属*, (12):251-255
- Eckley C S, Eagles-Smith C, Tate M T, *et al.* 2021. Surface-air mercury fluxes and a watershed mass balance in forested and harvested catchments[J]. *Environmental Pollution*, 277:116869
- Eszaouini M A, Mahe G, Kacimi I, *et al.* 2020. Comparison of the MUSLE model and two years of solid transport measurement. In the Bouregreg Basin, and impact on the sedimentation in the Sidi Mohamed Ben Abdellah Reservoir, Morocco[J]. *Water, Switzerland*, 12(7):1882
- 范晓娟, 张丽萍, 邓龙洲, 等. 2018. 我国东南典型侵蚀区坡地磷素流失机制模拟研究[J]. *环境科学学报*, 38(6):2409-2417

- Feier W, Fuxin W, Hongrui Y, *et al.* 2022. Ecological risk assessment based on soil adsorption capacity for heavy metals in Taihu basin, China[J]. *Environmental Pollution*,316(P1):120608
- Fu B, Liu Y, Lü Y, *et al.* 2011. Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China[J]. *Ecological Complexity*,8: 284-293
- 郭志萍,李斌,孙西欢,等. 2019. 不同生态修复模式下土壤水文性质及其对溶质运移的影响[J]. *环境科学学报*,39(12):4251-4260
- Kumar S, Kushwaha S P S. 2013. Modelling soil erosion risk based on RUSLE-3D using GIS in a Shivalik sub-watershed[J]. *Journal of Earth System Science*,122:389-398
- 李琳丽,黄小凤,赵丹,等. 2022. 汞矿区土壤重金属迁移转化及治理技术研究综述[J]. *有色金属工程*,12(2):128-137
- Li P, Feng X, Qiu G, *et al.* 2009. Human hair mercury levels in the Wanshan mercury mining area, Guizhou Province, China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*,31(6):683-691
- 刘莉. 2022. 基于生境质量的万山汞矿生态景观恢复策略研究[D]. 长沙:中南大学
- 娄振东,段红英. 2020. 贵州万山汞矿废渣特征及治理方法探讨[J]. *环境与发展*,32(11):33-35
- Moghaddasi M R, Noorian-Bidgoli M. 2018. ICA-ANN, ANN and multiple regression models for prediction of surface settlement caused by tunneling[J]. *Tunnelling and Underground Space Technology*,79:197-209
- Phinzi K, Ngetar N S. 2019. The assessment of water-borne erosion at catchment level using GIS-based RUSLE and remote sensing: A review[J]. *International Soil and Water Conservation Research*,7:27-46
- 邱青彬,杨玉秀,牛梦姣,等. 2023. 基于GIS的河南省沿黄区域农业面源污染分析[J]. *河南农业大学学报*,57(4):558-569
- Senanayake S, Pradhan B. 2022. Predicting soil erosion susceptibility associated with climate change scenarios in the central highlands of Sri Lanka[J]. *Journal of Environmental Management*,308:114589
- Sharpley A N, Williams J R. 1990. EPIC-erosion/productivity impact calculator: 1. Model documentation[J]. *Technical Bulletin United States Department of Agriculture*,4(4):206-207
- Williams J R. 1990. EPIC-erosion/productivity impact calculator: 1. Model documentation[J]. *Technical Bulletin - United States Department of Agriculture*, DOI: 10.1001/jama.284.24.3187
- 宋大平,左强,刘本生,等. 2018. 农业面源污染中氮排放时空变化及其健康风险评估研究—以淮河流域为例[J]. *农业环境科学学报*,37(6):1219-1231
- Su D X. 2000. The effects and position of natural grassland on controlling soil erosion and desertification in watershed of the middle and upper reaches of Yellow River[J]. *Acta Agrestia Sinica*,2:77-81
- Wang B W, Zhao X L, Wang X, *et al.* 2020. Spatial and temporal variability of soil erosion in the black soil region of Northeast China from 2000 to 2015 [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*,192(6):370
- Wang T, Obrist D. 2022. Inorganic and methylated mercury dynamics in estuarine water of a salt marsh in Massachusetts, USA[J]. *Environmental Pollution*,294:118657
- 王文轲,杨琴,叶依琳,等. 2015. 基于不确定性的矿区污染治理投入决策研究[J]. *环境科学学报*,35(7):2269-2273
- Wu B, Wang Z, Shen N, *et al.* 2016. Modelling sediment transport capacity of rill flow for loess sediments on steep slopes[J]. *Catena*,147:453-462
- 叶延琼,章家恩,李逸勉,等. 2013. 基于GIS的广东省农业面源污染的时空分异研究[J]. *农业环境科学学报*,32(2):369-377
- 尹德良,何天容,安艳玲,等. 2016. 万山汞矿区居民食用大米的汞暴露风险评估[J]. *安全与环境学报*,16(3):330-337